

# Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta  
Ústav pro životní prostředí

Ekologie a ochrana prostředí  
Ochrana životního prostředí



SKRÝVKA, SKLADOVÁNÍ A NAVÁŽENÍ ORNICE JAKO  
REKULTIVAČNÍ OPATŘENÍ, VÝZNAM, PŘEDNOSTI, ÚSKALÍ

*Topsoil application in reclamation practice advantages and pitfalls*

Zpracovala: Barbora Čížková

Školitel: doc. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

Srpen, 2012

**Poděkování:**

V první řadě bych ráda poděkovala svému školiteli doc. Mgr. Ing. Janu Frouzovi, CSc. za ochotu a spoustu cenných rad, dále pak rodičům za podporu při studiu a v neposlední řadě i příteli za trpělivost.

**Prohlášení:**

Prohlašuji a svým podpisem stvrzuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením Doc. Ing. Mgr. Jana Frouze, CSc. s použitím uvedené odborné literatury a že tištěná verze je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne

.....

Podpis

## **Abstrakt**

V této práci se zabývám navážením ornice na výsypky po těžbě hnědého uhlí jako rekultivačním opatřením. Popisuji zde jeho výhody i nevýhody při obnově půd a ekosystémů a bilanci organické hmoty v půdě. Dále zde představuji svoji pilotní práci zabývající se dlouhodobým skladováním ornice v deponiích a jeho vlivem na mikrobiální parametry půd, především mikrobiální respiraci a množství biomasy po rozrušení deponie. K výzkumu byla použita půda z různých hloubek odtěžená deponie a byla v nich měřena půdní respirace titrační metodou a mikrobiální biomasa fumigačně-respirační metodou. Nejvyšší hodnoty byly vždy naměřeny ve vzorcích největších hloubek, což je zapříčiněno větším využíváním nahromaděného uhlíku, který se po rozrušení deponie stane lépe dostupným pro mikroorganismy.

Klíčová slova: hnědé uhlí, půdní organická hmota, rekultivace, ornice, výsypky, respirace

## **Abstract**

*This paper deals with spreading the topsoil to the dumps after brown coal mining as reclamation measure. Here I describe its advantages and disadvantages for soils and ecosystems restoring and the soil organic matter budget. Furthermore, I present here my pilot work dealing with long-term storage topsoil in stockpile and its impact on soil microbial parameters, especially microbial respiration and amount of biomass after stockpile disturbance. Soil used for the research came from different depths of excavated stockpile. The samples were measured for soil respiration by titration and amount of microbial biomass by fumigation-respiration method. The highest values were always measured in samples from greatest depths. It is due to greater making use of accumulated carbon, which becomes better accessible to microorganisms after erosion of stockpile.*

Keywords: brown coal, soil organic matter, reclamation, topsoil, post-minig sites

## **Obsah**

1. Úvod	5
2. Těžba a její vliv na půdu	6
2.1. Metody těžby uhlí	6
2.2. Historie těžby hnědého uhlí v ČR a na Sokolovsku	6
2.3. Současná těžba uhlí v ČR a na Sokolovsku	8
2.4. Vliv těžby na ekosystémy	9
2.5. Vliv těžby na půdu	10
3. Půdní organická hmota a její transformace v půdě	12
3.1. Definice a hlavní kategorie	12
3.2. Význam organické hmoty v půdě	14
3.3. Vztah půdní organické hmoty a mikroorganismů	16
3.4. Faktory ovlivňující využití půdní organické hmoty mikroorganismy	18
4. Spontánní vznik půd na výsypkách	19
5. Aplikace vrchních vrstev půdy jako rekultivační opatření	22
5.1. Použití a význam	22
5.2. Vliv skryvky skladování na půdní organický uhlík a mikrobiální aktivitu	23
5.3. Porovnání navážky ornice s jinými rekultivačními technologiemi	24
6. Vlastní projekt „Vliv hloubky deponie ornice na mikrobiální respiraci a biomasu“	27
6.1. Otázky a cíle	27
6.2. Metodika	27
6.3. Výsledky a diskuze	28
7. Závěry	31
8. Literatura	32

## 1. Úvod

Těžba je v dnešní době nepostradatelná součást našeho života, při které se získávají suroviny nezbytné pro fungování moderní společnosti. Většina lidí si však neuvědomuje, že se při získání těchto surovin muselo zničit značné množství recentní půdy a cenných ekosystémů.

Půda je přitom nenahraditelnou složkou životního prostředí, která má spoustu důležitých rolí. Je útočištěm pro řadu organismů, podílí se na globálním koloběhu látek, na zadržování vody a transformaci látek, pro lidstvo je důležitým zdrojem produkce potravin (Novák et al., 2010).

Jednou z nejdůležitějších součástí půdy je půdní organická hmota, která zajišťuje její úrodnost, tvorbu půdních agregátů, výživu půdních organismů, celkově ovlivňuje její chemické a fyzikální vlastnosti a má nezastupitelnou roli v koloběhu uhlíku.

Právě kvůli snaze urychlit vývoj půd a obnovu ekosystémů na výsypkách bylo vynalezeno značné množství rekultivačních opatření, mezi které patří i navážení ornice. To zpočátku urychluje vývoj půdy na výsypkách, které půdní organickou hmotu neobsahují nebo jí mají minimum. Nejvíce půdní organické hmoty se přitom vyskytuje právě v ornici. Toto opatření má však i své nevýhody, jako je například utužování půdy a dlouhodobé skladování ornice v deponiích, při kterém dochází ke změně jejích vlastností. Skrytí ornice před těžbou a její následné využití při rekultivaci je v České republice nařízeno zákonem.

Cílem mojí bakalářské práce je popsat význam organické hmoty v půdě, podat rozbor výhod a nevýhod navážky ornice při rekultivaci území zasažených těžbou a představit svoji pilotní studii, která se zabývá vlivem navážení ornice na mikrobiální aktivitu půd.

## **2. Těžba a její vliv na půdu**

### **2.1. Metody těžby uhlí**

Dvěma základními způsoby těžby uhlí jsou povrchová a hlubinná těžba. Zvolení nejeekonomičtějšího způsobu závisí především na hloubce a kvalitě uhelných slojí a také na geologických a environmentálních faktorech (Štýs, 1990).

Povrchová těžba neboli lomový způsob (Klimecký et al., 1997) má jednu velkou přednost, kterou je její vysoká výrubnost oproti těžbě hlubinné. Jejích výhod je však mnohem více, v souvislosti s vysokou výrubností například i vyšší roční těžba a nižší těžební náklady. Dále pak má lepší možnost selektivní těžby a tím pádem i možnost komplexně využít všechna ložiska nerostných surovin v daném dobývacím prostoru. Na rozdíl od hlubinné těžby zaručuje větší bezpečnost a hygienu práce a lepší pracovní podmínky. Povrchová těžba má však i řadu nevýhod. Mezi ty hlavní patří velká devastace okolního prostředí a krajinného rázu, dále pak destrukce původního horninového prostředí, mikroklimatické změny a ovlivňování kvality vzduchu, změny ve vodním režimu, destrukce půdy a destrukce živých i neživých složek ekologických systémů (Štýs, 1990).

Co se týče těžby hlubinné, její dopady na povrch dobývacího prostoru závisí na zvolené metodě dobývání. Například při metodě komorování vznikají na povrchu po vytěžení uhlí v komoře většinou nálevkovité propadliny a při stěnování v lávkách nebo na celou mocnost sloje vznikají poklesové kotliny. Dopady na krajinu a náklady na rekultivaci se dají snížit větším zakládáním vytěžených prostor v dole (Štýs, 1990).

### **2.2. Historie těžby hnědého uhlí v ČR a na Sokolovsku**

#### Česká republika

Historie těžby hnědého uhlí v České republice sahá až do pravěku. Trvalo však poměrně dlouho, než se začalo dobývat pravidelně. Počátky pravidelného dolování sahají do 15. století a jsou zaznamenány především v severních Čechách. Přičemž první písemná zmínka o dolování hnědého uhlí pochází z roku 1403. Je zaznamenána v městské knize Duchcova a týká se dolování hnědého uhlí v Mostě (Klimecký et al., 1997).

Od 40. let 18. století začala těžba hnědého uhlí v několika severočeských lokalitách vzrůstat jakožto náhrada za drahé a rychle mizející dřevo. V 19. století hraje hnědé uhlí nemalou roli v rozvoji české průmyslové výroby. V 70. letech 20. století převážila těžba hnědého uhlí nad těžbou uhlí černého. Tento stav je v České republice dodnes. Těžilo se převážně v hlubinných dolech, avšak postupem času převládla těžba povrchová. Nejvyšší těžba hnědého uhlí byla v České republice zaznamenána v 80. letech. Musela totiž pokrýt zvyšující se spotřebu v tepelných elektrárnách, které neustále zvyšovaly svůj výkon. Od 50. let se začaly v hnědouhelných revírech provádět rekultivace ploch narušených těžbou (Klimecký et al., 1997).

### Sokolovsko

O výskytu, ne však o těžbě hnědého uhlí na Sokolovsku, pochází první zmínka z 16. století od německého lékaře a přírodovědce Georga Agricoly, který v roce 1545 vydal první encyklopedii o hornictví s názvem *De re metallica*, libri XII – Dvanáct knih o hornictví a hutnictví (Frouz et al., 2007). Z roku 1642 pochází nejstarší písemná zmínka o těžbě hnědého uhlí na Sokolovsku. Je to záznam v kronice města Horní Slavkov o počátcích těžby u Lokte, kde se později vyskytlo na třicet šest hnědouhelných dolů (Frouz et al., 2007). Z druhé poloviny 17. století pochází nejstarší dochovaná mapa zdejšího revíru. Nakreslil ji horní mistr Anton Ullman z Nejdku v roce 1788 a znázornil zde návrh vedení dědičné štoly Svaté Anny, který měl sloužit k odvodnění dolu. Tato štola se začala razit v roce 1789 a svému účelu slouží dodnes (Frouz, 1999).

V 19. století už vznikala těžařstva a okolo roku 1850 již začaly vznikat první těžební společnosti. Po otevření buštěhradské dráhy - železnice mezi Chebem a Chomutovem - v roce 1872 se zvedla těžba (588 740 tun) oproti roku 1860 (102 625 tun) víc jak pětikrát. A už v roce 1886 těžba překročila jeden milion tun hnědého uhlí. Od roku 1945 se začalo od hlubinné těžby postupně přecházet k dobývání uhlí v lomech, které je mnohem efektivnější. V roce 1991 ukončil těžbu poslední hlubinný důl na Sokolovsku – důl Marie, který byl od roku 1968 jediný fungující hlubinný důl v této oblasti (Frouz et al., 2007).

## 2.3. Současná těžba uhlí v ČR a na Sokolovsku

### Česká republika

Na území České republiky se nachází devět černouhelných pánví, z nichž zmíním například českou část hornoslezské pánve, kladensko-rakovnickou pánev nebo mšensko-roudnickou pánev. V současné době se však u nás těží černé uhlí jen na jediném místě a to právě v české části hornoslezské pánve v okolí Ostravy. Za rok 2010 se zde vytěžilo 11 193 tisíc tun. Vytěžitelné zásoby černého uhlí se v ČR odhadují na 168 917 tisíc tun (Starý et al., 2011).

Hnědouhelné pánve jsou v České republice čtyři, jmenovitě chebská pánev, sokolovská pánev, severočeská pánev a česká část žitavské pánve. Dnes se těží pouze v sokolovské a severočeské pánvi. V roce 2010 se v ČR vytěžilo 43 931 tisíc tun hnědého uhlí a vytěžitelné zásoby se odhadují na 915 100 tisíc tun (Starý et al., 2011).

Na našem území se v roce 2010 nacházelo 551 km<sup>2</sup> území postižených těžbou výhradních ložisek nerostných surovin, které v té době nebyly rekultivované s tím, že na 105 km<sup>2</sup> jsou rekultivace ještě rozpracované. Oproti roku 2006 se velikost nerektivovaných území zmenšila o 146 km<sup>2</sup> (Starý et al., 2011).

Tab. 1. Vývoj rekultivací po těžbě výhradních ložisek nerostných surovin (Starý et al., 2010)

Rok/ km <sup>2</sup>	2006	2007	2008	2009	2010
Plocha s projevy těžby, dosud nerektivovaná	697	663	637	642	551
Rozpracované rekultivace	110	113	115	115	105
Rekultivace ukončené od počátku těžby	178	181	195	204	213
Rekultivace ukončené v daném roce	11	8	11	11	11

### Sokolovsko

V současnosti se v Sokolovské pánvi těží pouze na dvou místech, v lomu Jiří a v lomu Družba, který je podstatně menší než první jmenovaný. Základní činností v obou lomech je dobývání a prvotní úprava hnědého uhlí, přičemž v lomu Jiří se ročně vytěží okolo 8 milionů tun a v lomu Družba cca 2 miliony tun hnědého uhlí. Uhlí z této oblasti má poměrně nízký obsah síry – převážně pod 1% (Frouz et al., 2007).



Na Sokolovsku se nachází přibližně 90 km<sup>2</sup> výsypek, z nichž asi 55 km<sup>2</sup> je již rekultivováno, nebo jsou na nich rekultivace rozpracované a další jsou v plánu (Řehounek et al., 2010).

## **2.4. Vliv těžby na ekosystémy**

Povrchová těžba způsobuje masivní narušování či dokonce úplnou destrukci ekosystémů. Ty jsou buď odtěženy nebo překryty odtěženou hlušinou. Vytěžený materiál vykazuje velmi nízkou biologickou aktivitu. Tvorba půdy a znovuvytvoření jejích biologických funkcí je hlavním předpokladem pro obnovu ekologicky citlivých a stabilních ekosystémů (Helingerová et al., 2010).

Dochází tak k zániku vegetace, půdního pokryvu a asociované fauny. V důsledku těžby dochází k výraznému poklesu biodiverzity. Ta se však obnovuje při rekultivaci i samovolném zarůstání výsypky. Díky pestrosti různých ploch na výsypce je druhová pestrost v rámci celé výsypky jen o málo menší než druhová pestrost okolní krajiny (Frouz 1999). Poněkud překvapivě se na výsypkách, zejména v iniciálních stádiích, vyskytuje celá řada vzácných a zákonem chráněných druhů, které často chybějí v okolní krajině (Frouz, 1999, Tropek et al., 2012).

Na výsypkách sypáním zakladačů v pásech vznikají často mezi pásy zvodnělé deprese. Tento způsob sypání výsypek je velmi příznivý z hlediska geodiverzity a navazující biodiverzity. Na tato místa se ornice nenaváží a právě zde často vyskytují vzácné druhy bylin a živočichů, které jsou vázány na extrémní stanoviště. Na zarovnaných plochách hrozí při spontánní sukcesi expanze nežádoucích druhů, například na Sokolovsku se to týká třtiny křovištní, která může vytvořit kompaktní porost a tím bránit další sukcesi. (Řehounek et al., 2010, Tropek et al., 2012).

Přestože rekultivace nemusí být přínosná z hlediska podpory diverzity (Tropek et al., 2012), může napomoci k rychlejšímu rozvoji půd, snížení eroze a snížení odtoku nežádoucích látek, zejména kyselých železitých vod, mimo výsypku (Frouz, 1999).

Pro docílení rychlého vývoje půdy byla vymyšlena řada rekultivačních opatření. Mezi ně patří právě navezení ornice na výsypkové substráty (Helingerová et al., 2010). Tato vrchní vrstva půdy, obsahující organickou hmotu a organismy, které půdní organickou hmotu transformují, je při obnově funkčních ekosystémů nezbytná (Frouz et al., 2001).

Ornice se však po odtěžení často skladuje ve velkých deponiích, kde leží i několik desítek let. Rozrušení deponie ornice kvůli použití při rekultivaci vede k rychlé mineralizaci organických látek ukrytých ve větších hloubkách. Při této rychlé mineralizaci dochází k velkému uvolňování živin, které podporuje růst trav a bylin, jejichž bujný růst může být velkou konkurencí pro stromy, což je však velmi nežádoucí při obnově lesních ploch (Frouz, 2011a).

## **2.5. Vliv těžby na půdu**

Těžba způsobuje drastické odchylky v procesech a vlastnostech v půdním profilu. Dochází ke změně fyzikálních a strukturálních vlastností, zvýšení celkové objemové hmotnosti a ke snížení celkové pórovitosti (Shukla et al., 2003).

K degradaci až destrukci pedosféry dochází při procesu veškeré povrchové těžby a u většiny hlubinných způsobů dobývání (Štýs, 1990).

K největší destrukci půdy dochází při lomové těžbě, kdy se zabírá zemědělská a lesní půda na celé ploše lomu, plocha zasypaná vnější výsypkou a plocha potřebná k provoznímu řízení. Selektivním odklizením vrchních částí půdy, které jsou kvantitativně nejefektivnější částí pedosféry, jsou škody způsobené touto destrukcí omezovány na nezbytnou míru. Nelze jim avšak zabránit v celém jejich rozsahu (Štýs, 1981).

Degradaci půd způsobuje zamokření či vysoušení v okolí zavodněných nebo suchých zbytkových lomů (Štýs, 1981). Zamokření zapříčiňuje zhoršování fyzikálních poměrů v půdě, nadměrné vyplavování živin, snižování pH, může zhoršit i agrotechnickou zpracovatelnost (Štýs, 1990). Dále degradaci může zapříčinit kontaminace ze znečištění z lomu či výsypek a celého těžebního procesu (Štýs, 1981).

Dalším problémem, zejména ve Spojených státech, je zhutnění půd. Odpady z těžby jsou totiž přepravovány ve většině případů těžkými stroji, které vyvíjejí na půdu obrovský tlak přibližně  $5\text{ kg/cm}^2$  a zhutnění půdy je tedy nevyhnutelné. Navíc je ještě umocněno jemnými strukturami a nedostatkem organické hmoty. Zhutnělá půda značně ztěžuje rostlinám jejich růst, protože limituje růst kořenů (Bradshaw, 1997).

V půdách narušených průběhem těžby dochází ke ztrátám půdního organického uhlíku. Při rekultivacích se však půdy mohou zotavit a sekvestrací získat ztracený uhlík zpět z atmosféry a to dokonce i v nadbytku (Akala & Lal, 2001).

Co se výsypek týče, jejich substráty se od recentních půd liší svým extrémním zrnitostním složením, kdy jsou buď hodně písčité, nebo naopak kamenité či jílovité. Mají nedostatek organické hmoty a mohou být zasolené či extrémně kyselé. Nízké pH zvyšuje dostupnost těžkých kovů a tím pádem zvyšuje i jejich toxicitu v půdě. Z výsypkových substrátů se po těžbě uhlí mohou uvolňovat i polyaromatické uhlovodíky, které vznikají z fosilní organické hmoty (Frouz, 2011a).

Na výsypkách a odvalech vyskytujících se při těžbě hnědého uhlí a barevných nebo polymerických rud se poměrně běžně vyskytují fytotoxické zeminy (Štýs, 1990). Toxicita se obecně zvyšuje s klesajícím pH a zvyšujícím se obsahem železa a hliníku. Avšak toxicita se může projevit i u alkalických zemin, kde je vysoká vodivost a koncentrace iontů (Frouz et al., 2005).

Toxicita substrátů na výsypkách však může být způsobena na rozdíl od jinak znečištěných míst i zvětrávacími procesy, kdy jsou horniny z hlubších vrstev vystaveny oxidaci a tím je dán vznik toxicity díky nízkému pH, salinitě či vysoké dostupnosti některých kovů (Frouz et al., 2005). Například při rozkladu pyritu vzniká  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (Štýs, 1981) a díky tomu se snižuje pH substrátu (Frouz, 2011a). (1)

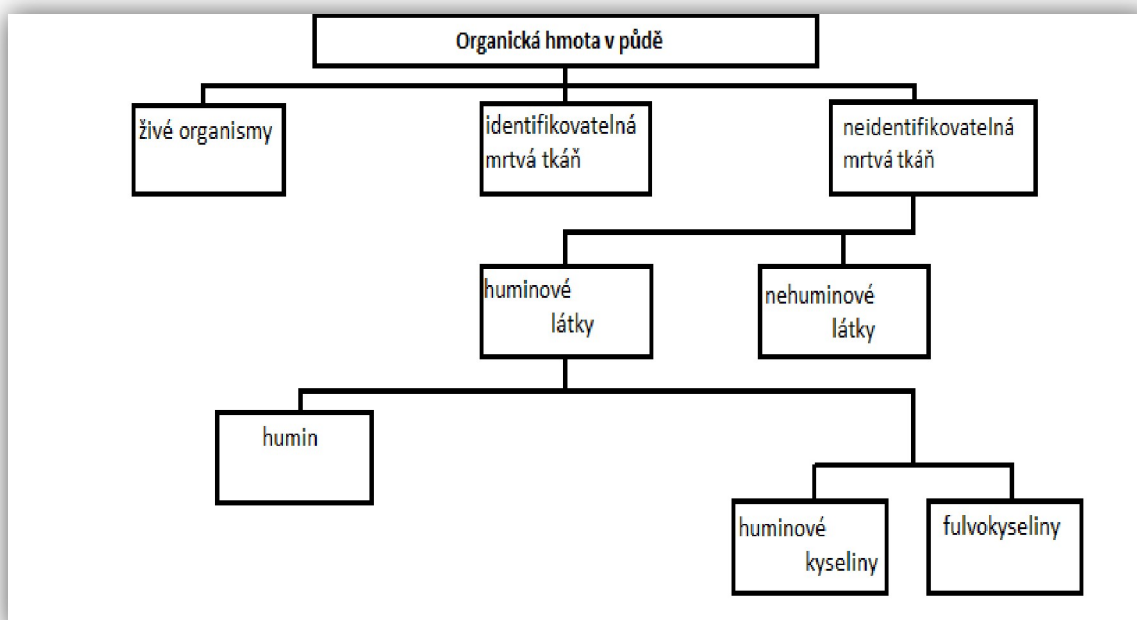


Tato toxicita substrátů pak může způsobit velké problémy při rekultivacích (Bradshaw, 1997).

### 3. Půdní organická hmota a její transformace v půdě

#### 3.1. Definice a hlavní kategorie

Organická část půdy je složitá směs látek. Jednotný pojem, který se používá pro tuto složku, je půdní organická hmota. Organická hmota se v půdě vyskytuje ve dvou částech – v živé a neživé, přičemž živá část zahrnuje kořeny rostlin a edafon a neživá část odumřelé zbytky organismů. Jako půdní organická hmota se ovšem ve většině případu bere jen neživá část, která podléhá rozkladu (Brady & Weil, 2008). Tato neživá část organické hmoty se do půdy dostává dvěma hlavními způsoby – z opadu na povrchu půdy a z podzemních částí odumírajících rostlin (Plichta & Gurtowski, 1989).



Obr. 1. Rozdělení organické hmoty v půdě

- Jako identifikovatelná mrtvá tkáň, nazývaná též jako *detritus*, se označují mrtvé kořeny a jiné rozpoznatelné zbytky rostlin nebo opadu. V praxi se ovšem částicím, které neprojdou přes síto s 2mm otvory, nevěnuje pozornost (Brady & Weil, 2008).

- Neidentifikovatelná mrtvá tkáň je amorfnní a koloidní směs složitých organických látek, které se již nedají identifikovat jako tkáň. Pouze pro tuto kategorii organického materiálu je

správné označení *půdní humus*. Ten se skládá z *huminových* a *nehuminových* látek (Brady & Weil, 2008).

- Nehuminovými látkami se označuje skupina identifikovatelných biomolekul, které jsou vyráběny především mikrobiální činností a jsou méně odolné proti mikrobiálnímu rozkladu než látky huminové. Okolo 20-30% půdní organické hmoty jsou nehuminové látky. Na rozdíl od huminových látek jsou ty nehuminové složené z konkrétních molekul s určitými fyzikálními a chemickými vlastnostmi. Některé z těchto látek jsou mikrobiálně upravené rostlinné látky, jiné jsou zase syntetizovány půdními mikroby jako vedlejší produkt dekompozice. Patří mezi ně například polysacharidy a polymery, které mají stavbu podobnou cukrům (Brady & Weil, 2008).

- 60 až 80% půdní organické hmoty jsou huminové látky. Skládají se z velkých molekul, které mají různé složení a struktury. Jsou to většinou tmavě zbarvené amorfnní látky s velmi vysokou molekulovou hmotností (2000 až 300 000 g/mol). Vzhledem ke své složitosti jsou tyto látky nejvíce odolné proti mikrobiálnímu rozkladu. Huminové látky se dělí do tří skupin – *fulvokyseliny*, *huminové kyseliny* a *huminy*. Všechny tyto tři skupiny jsou v půdě velmi stabilní. Poločas rozpadu těchto látek se uvádí od 10-50 let u fulvokyselin až do tisíců let u huminů (Brady & Weil, 2008).

- Fulvokyseliny mají nejmenší molekulovou hmotnost a nejsvětlejší barvu. Jsou rozpustné jak v kyselinách, tak i v zásadách, a jsou nejvíce náchylné k mikrobiálnímu rozkladu (Brady & Weil, 2008).

- Huminové kyseliny mají střední molekulovou hmotnost a středně tmavou barvu. Jsou rozpustné v zásadách, v kyselinách nikoliv. Mikrobiální rozložitelností jsou opět mezi fulvokyselinami a huminy (Brady & Weil, 2008).

- Huminy je ze všech tří skupin nejtmavší a má největší molekulovou hmotnost. Je rozpustný v kyselině i zásadě a je nejvíce odolný proti mikrobiálnímu rozkladu (Brady & Weil, 2008). Poslední výzkumy ukazují, že tato frakce organické hmoty má spíše alifatický než aromatický charakter (Song et al., 2011).

Hlavní formy povrchového humusu se z hlediska formování půdy a makroskopického dělení rozdělují na syrový humus neboli *mor*, kde jsou na půdním povrchu organické zbytky a je zde omezená humifikace a mineralizace, *mull*, který je pod lesními porosty, má C/N poměr okolo 30, probíhá zde mineralizace a tvorba huminových kyselin a vytváří stabilní humusominerální vrstvu, *morder*, který je přechodnou formou mezi morem a mullem a má neúplnou mineralizaci a humifikaci a na *tangel*, který najdeme zejména na karbonátových horninách (Vráblíková & Slavík, 1994).

### 3.2. Význam organické hmoty v půdě

Velký význam organické hmoty v půdě je znám už odedávna. I když lidé dříve nevěděli, jakou má organická hmota v půdě podstatu, byli si vědomi toho, že s ní souvisí její úrodnost. Až do poloviny 19. století převládal Aristotelův názor, že si rostliny berou už hotové potřebné látky z půdy, protože nemají svojí vlastní látkovou přeměnu. Velký propagátor této myšlenky Albrecht Daniel Thaer (1752 – 1828) hlásal, že záleží na obsahu humusu v půdě, protože je kromě vody jedinou látkou, která vyživuje rostliny. I když tento názor neměl úplně správný základ, způsobil, že lidé začali více používat statková hnojiva a úroveň zemědělství se v té době značně zvýšila. Tuto myšlenku začali zpochybňovat už Thaerovi žáci. Ti přišli s názorem, že humus ve výživě rostlin nehraje přímou úlohu, ale že jejich výživa má minerální podstatu. (Vaněk et al., 2006)

V dnešní době už víme, že i když organická hmota v půdě tvoří jen velmi malou část celkové hmotnosti (2-5%), uhlík v ní obsažený významně ovlivňuje život v půdě a její vlastnosti. Právě vyšší obsah uhlíku odlišuje půdu od matečného substrátu. (Vaněk et al., 2006)

Půdní organická hmota je též prakticky jediný zdroj dusíku v půdě a dalších živin, jako je síra a fosfor. Významně ovlivňuje nejen vodní a vzdušný půdní režim (Vráblíková & Slavík, 1994), ale také chemické a fyzikální vlastnosti půdy a je základním zdrojem energie pro půdní mikroflóru (Brady & Weil, 2008). Ovlivňuje také vznik půdních agregátů (Tang et al., 2011). Půdní organická hmota a zvláště její detritová frakce představuje většinu potravy pro společenstva heterotrofních půdních organismů (Brady & Weil, 2008).

### Vliv na fyzikální vlastnosti půdy

Humus v půdě způsobuje zbarvení povrchových horizontů do tmavě hnědé až černé barvy. Nehuminové látky, které vznikly během procesu dekompozice, podporují zrnitost a agregátovou stabilitu. Huminové frakce napomáhají redukovat plasticitu, soudržnost a lepkavost jílovitých půd a usnadňují manipulaci s nimi (Brady & Weil, 2008). Obsah organické hmoty v půdě ovlivňuje její pórovitost, kdy větší obsah organické hmoty znamená více pórů. Zvyšuje též schopnost infiltrace, která ovlivňuje vodní režim v půdě (Sáňka & Materna, 2004).

Půdní organická hmota se na vzniku půdních agregátů podílí persistentními pojivovými látkami, jako jsou například huminové látky. Ty zajišťují stabilizaci mikroagregátů. Vznik makroagregátů mají zase na starost přechodná pojiva, jako jsou polysacharidy pocházející z rostlinných tkání a mikroorganismů nebo dočasná pojiva, jako jsou jemné kořeny, houbové a plísňové hyfy a bakteriální buňky (Tang et al., 2011).

### Vliv na chemické vlastnosti půdy

Humus zpravidla představuje 50 až 90% z kationtové adsorpční síly povrchových minerálních půd. Humusové koloidy mají, stejně jako jíly, nutriční kationty (draslík, vápník, hořčík apod.) ve snadno vyměnitelné formě, která může být snadno použita rostlinami, ale na druhou stranu není jednoduše vyplavitelná z profilu prosakující vodou. Organická hmota se podílí také na pufrací kapacitě půdy. (Brady & Weil, 2008).

### Role půdní organické hmoty v koloběhu uhlíku

Půdní organická hmota hraje také velmi významnou roli v koloběhu uhlíku. Základní princip části koloběhu uhlíku, který se týká půdní organické hmoty, spočívá v tom, že rostliny berou uhlík z atmosféry ve formě oxidu uhličitého, ten pak přes proces fotosyntézy přemění na organické molekuly. Některé z těchto molekul využívají rostliny jako zdroj energie a uhlík z nich se vrátí do atmosféry opět ve formě oxidu uhličitého. Zbývající organické materiály jsou dočasně uloženy jako složky stálé vegetace, které se ve většině případů dostanou do půdy jako rostlinný opad, kořeny nebo kořenové exudáty. Některý rostlinný materiál ovšem může být pozřen zvířaty nebo lidmi, přičemž přibližně polovina pozřeného uhlíku je vyrespirována jako

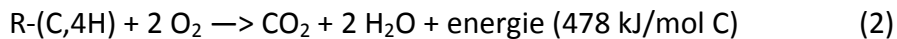
oxid uhličitý. Uhlík, který není vrácen do atmosféry, se nakonec dostane do půdy ve formě tělesných odpadů nebo tkání (Brady & Weil, 2008).

Tyto zbytky, které jsou uloženy buď v půdě nebo na jejím povrchu, jsou metabolizovány půdními organismy, které ho zase vracejí do atmosféry ve formě oxidu uhličitého. Část oxidu uhličitého však v půdě reaguje a produkuje kyselinu uhličitou  $\text{H}_2\text{CO}_3$  a uhličitany a hydrogenuhličitany vápníku, draslíku, hořčíku a sodíku. Tyto hydrogenuhličitany jsou snadno rozpustné a mohou být přemísťovány drenáží. Uhličitany, jako je například kalcit  $\text{CaCO}_3$ , jsou mnohem méně rozpustné a mají tendenci se hromadit v půdě za alkalických podmínek (Brady & Weil, 2008).

Nakonec se uhlík z některých uhličitánů a většiny hydrogenuhličitánů, stejně jako uhlík z půdní organické hmoty, vrátí do atmosféry jako oxid uhličitý (Brady & Weil, 2008). Mikrobiální metabolismy produkují v půdě některé organické sloučeniny s vysokou stabilitou, které mohou vydržet desetiletí až staletí, než se v podobě oxidu uhličitého vrátí zpět do atmosféry. Tato odolnost proti rozpadu umožňuje jejich hromadění se v půdě (Brady & Weil, 2008).

### 3.3. Vztah půdní organické hmoty a mikroorganismů

Mikroorganizmy mají v půdě velmi významnou a nezaměnitelnou roli ve vztahu k půdní organické hmotě. Při procesu dekompozice se rozkládají velké organické molekuly na menší jednodušší sloučeniny. Mikrobiálnímu rozkladu předchází drcení organické hmoty půdní faunou nebo fyzikálními procesy. V aerobním prostředí mohou poté nastat tři hlavní reakce. První z nich je enzymatická oxidace uhlíkatých sloučenin, při které vzniká oxid uhličitý, voda, energie a biomasa rozkladačů (Brady & Weil, 2008). (2)



Podle proporce respirace a produkce vlastní biomasy rozkladačů, hlavně mikroflóry, následuje uvolnění základních živin - dusíku, fosforu a síry, nebo dochází k vazbě těchto živin v biomase mikroorganismů, případně dalších rozkladačů. Poslední reakcí je vznik sloučenin, které jsou značně odolné proti mikrobiální aktivitě, mezi které patří humusové látky,



fulvokyseliny, humusové kyseliny a humin. Vznikají buď mikrobiální syntézou nebo přeměnou sloučenin v půdní tkáni (Brady & Weil, 2008). Zatímco humusové kyseliny a fulvokyseliny jsou látky aromatické povahy, humin je představován alifatickými řetězci (Song et al., 2011).

Pokud se půdní póry zaplní vodou a do půdy tím pádem nemůže přicházet kyslík z atmosféry, začne probíhat anaerobní dekompozice. Bez přístupu kyslíku aerobní organismy přestanou fungovat a dominantními se stanou organismy obligátně nebo fakultativně anaerobní. V těchto podmínkách probíhá rozklad organické hmoty mnohem pomaleji. Proto se ve vlhkých půdách hromadí velké množství částečně rozložené organické hmoty. Produktem anaerobní dekompozice je široká škála částečně oxidovaných organických sloučenin, jako jsou organické kyseliny, alkoholy a metan. Při těchto reakcích se uvolňuje velmi málo energie pro zúčastněné organismy, a proto jsou konečné produkty, např. metan, stále vysokoenergetické (Brady & Weil, 2008). (3 – 5)



Organické látky v půdě se při procesu dekompozice rozkládají s různou rychlostí. Nejrychleji podléhají rozkladu cukry, škroby a jednoduché proteiny, následují složitější proteiny, hemicelulóza, celulóza, tuky a vosky a nejdelšímu rozkladu podléhají ligniny a fenolické sloučeniny. Poté, co mikroorganismy rozloží proteiny na jednotlivé aminokyseliny, je dále rozkládají v trvale aerobních podmínkách na jednoduché anorganické minerální sloučeniny. Amidové ( $-\text{R}-\text{NH}_2$ ) a sulfidové ( $-\text{R}-\text{S}$ ) skupiny aminokyselin jsou dále rozkládány nejprve na výrobu amonných ( $\text{NH}_4^+$ ) a sulfidových ( $\text{S}^{2-}$ ) sloučenin a nakonec na nitráty ( $\text{NO}_3^-$ ) a sulfáty ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) (Brady & Weil, 2008). Tento proces se nazývá mineralizace a jejími konečnými produkty jsou voda,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  a  $\text{NH}_3$  (Vráblíková & Slavík, 1994).

Jednoduché sloučeniny, které vznikly při rozkladu složitých sloučenin, mikroorganismy metabolizují. Uhlík, který se neztratil dýcháním, společně s dusíkem, sírou a kyslíkem použijí na vytvoření nových buněčných složek a biomolekul (Brady & Weil, 2008).

Čas, který je potřeba k dokončení procesu dekompozice a mineralizace, může být dlouhý od dnů do několika let. Záleží především na dvou faktorech, zaprvé na stavu životního prostředí v půdě a zadruhé na kvalitě přidaných organických zbytků sloužících jako potrava pro půdní organismy (Brady & Weil, 2008).

### **3.4. Faktory ovlivňující využití půdní organické hmoty mikroorganismy**

Přidáním energeticky bohatých organických látek, včetně látek, které vylučují kořeny rostlin, se stimuluje růst a aktivita mikroorganismů. Některé bakterie reagují na specifické aminokyseliny, všeobecně se však většina bakterií začne rapidně množit po přidání jednoduchých látek, jako jsou například cukry nebo škroby, zatímco houby a aktinomycety zastíní ostatní mikroorganismy, když se do půdy dostanou látky bohaté na celulózu a další odolné sloučeniny (Brady & Weil, 2008).

Všeobecně se dá říci, že pokud organická hmota leží na povrchu půdy, převládá mikrobiální aktivita hub, kdežto po zamíchání organické hmoty do půdy žížalami, kořeny nebo orbou, začne převládat mikrobiální aktivita bakteriální (Brady & Weil, 2008).

Využívání půdní organické hmoty mikroorganismy značně ovlivňují aerobní či anaerobní podmínky. Při anaerobních podmínkách aktivita mikroorganismů značně poklesne a dojde k hromadění organické hmoty v půdě (Brady & Weil, 2008).

Jak už bylo napsáno výše, využití půdní organické hmoty mikroorganismy ovlivňuje její kvalita a stav životního prostředí. Aby v půdě dekompozice a mineralizace probíhala rychle, musí mít půdní prostředí pH blízké neutrálnímu, musí být také dobře provzdušněné, mít dostatečnou vlhkost a vyšší teploty - okolo 25-30 °C (Brady & Weil, 2008).

Optimální vlhkost je pro půdní mikroorganismy stejná jako pro vyšší rostliny. Příliš vysoký obsah vody totiž zamezí přísunu kyslíku za vzniku anaerobních podmínek. Co se týče teploty, je mikrobiální aktivita nejvyšší při teplotách od 20 do 40 °C, kdy tuto nejvyšší teplotu upřednostňují aktinomycety. Obvyčejné extrémní výkyvy teplot v půdě zřídka zabijí bakterie, většinou jen potlačí jejich aktivitu, která přestává fungovat okolo 3 - 5 °C, výjimku však tvoří psychrofilní bakterie (Brady & Weil, 2008).

Zajímavostí je, že epizody masivních vysoušení půdy celkovou mineralizaci urychlí, protože pokaždé, když se půda opět namočí, dojde k extrémnímu nárůstu mikrobiální aktivity (Brady & Weil, 2008).

Substráty, které obsahují větší množství dusíku, tedy s nižším C/N poměrem, bývají velmi dobře rozložitelné oproti substrátům, které obsahují menší množství dusíku (Šourková et al., 2005).

#### **4. Spontánní vznik půd na výsypkách**

Zatímco procesy formování půdy na rekultivovaných plochách výsypek byly široce studovány, studií o spontánním vzniku půd v post-těžebních lokalitách zatím moc neexistuje (Frouz & Nováková, 2005).

Substráty na výsypkách, na rozdíl od běžných půd, postrádají důležitou recentní organickou hmotu, mají malou dostupnost živin a nemají půdní strukturu. Mohou mít extrémní zrnitostní složení, extrémní pH a salinitu a mohou obsahovat těžké kovy. Kvalita výsypkových substrátů bývá velmi různorodá, některé substráty bývají nevhodné pro růst rostlin a mohou být dokonce i fytotoxické. Pomocí vápnění se pH extrémně kyselých substrátů dá zvýšit, ale ne vždy trvale, protože například zvětrávání pyritu půdu opět okyseluje (Frouz, 2011b).

Samotný půdotvorný proces je ovlivňován mnoha půdotvornými faktory, jako jsou výsypkové substráty, sukcesivní vegetace na výsypce, její reliéf, klima a vodní režim (Štýs, 1981), ale také činnost mikroorganismů, lidská činnost a čas. Hlavními procesy při tvorbě půdy jsou zmrazování a rozmrazování, bobtnací a smršťovací procesy, rozklad a znovusloučení organické hmoty, agregace půdních částic apod. (Rohošková et al., 2006).

Fyzikální proces zvětrávání je specifický pro každý druh hornin a způsobuje jejich mechanický rozpad na lomových plochách. Je zde velmi důležitý podíl částic, které jsou menší než 2 mm. Právě tyto částice jsou velmi důležité pro vývoj vodního režimu a základních fyzikálně chemických a chemických vlastností substrátu. Proces fyzikálního zvětrávání probíhá velmi

rychle hlavně u šedých lupkovitě zpevněných jílů až jílovců, které se v cyprisové sérii nacházejí v oblasti Sokolovského revíru. Pozvolna fyzikálnímu zvětrávání podléhají spraše, sprašové hlíny, písky a další hlinité a jílové sedimenty, jelikož tomuto procesu jako jemnozrnné sedimenty již podlehly. Při tomto procesu se nemění chemické složení (Štýs, 1981).

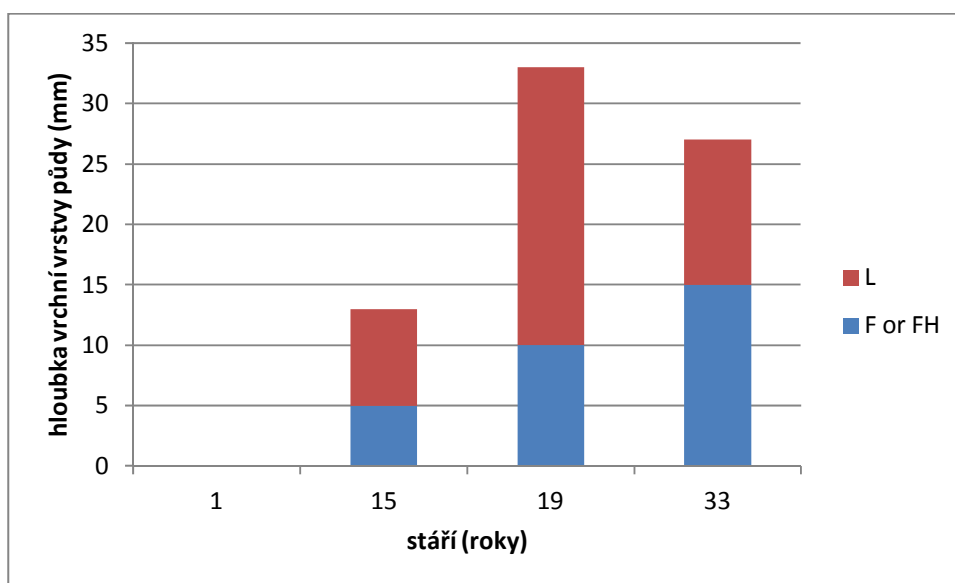
Chemický rozklad nebo látkovou přeměnu hornin doprovází chemické zvětrávání. Výrazný podíl má na tom dešťová voda, která obsahuje látky zvyšující její rozpouštěcí účinek, jako jsou  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{O}_2$  aj. Při tomto procesu se některé součásti hornin přeměňují do roztoků a jiné naopak zůstávají ve formě pevných látek. Dochází také ke vzniku těch nejjemnějších součástek půd, které se poté společně s humusem podílejí na zadržování vody v půdě a iontových výměnách. Rychlost a intenzita chemického zvětrávání na výsypkách a odvalech je samozřejmě závislá na původu hornin zde vysypaných. Chemické zvětrávání u šedých jílů až jílovců je doprovázeno procesem hnědnutí, které je způsobeno zejména zvětráváním cementačních tmelů a dalších sloučenin železa a manganu. Další významný činitel podílející se na chemickém zvětrávání doprovází uhelné revíry, zejména Severočeský a Sokolovský. Je jím Vysoký obsah  $\text{SO}_2$  ve vzduchu, který se uvolňuje spalováním hnědého uhlí.  $\text{SO}_2$  se následně sloučí s vodou a vzniká  $\text{H}_2\text{SO}_3$ , která se pak dále oxiduje na  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Tyto silné kyseliny přirozeně zintenzivňují chemické zvětrávání. Celková intenzita tohoto procesu závisí zejména na koncentraci vodíkových iontů v prostředí, teplotě, vlhkosti a stupni fyzikálního zvětrávání substrátu (Štýs, 1981)

Jako biologické zvětrávání hornin se označuje zvětrávání vlivem rostlin a živočichů. Jedná se o působení rostlin na půdotvorný substrát. Při tvorbě půdy na výsypkách a odvalech má tento způsob zvětrávání podstatnou úlohu. Může se jednat i o chemické zvětrávání za pomoci organismů. Jde především o kyselinu uhličitou a další organické kyseliny rozkládající horniny, které jsou vylučovány například kořeny rostlin (Štýs, 1981).

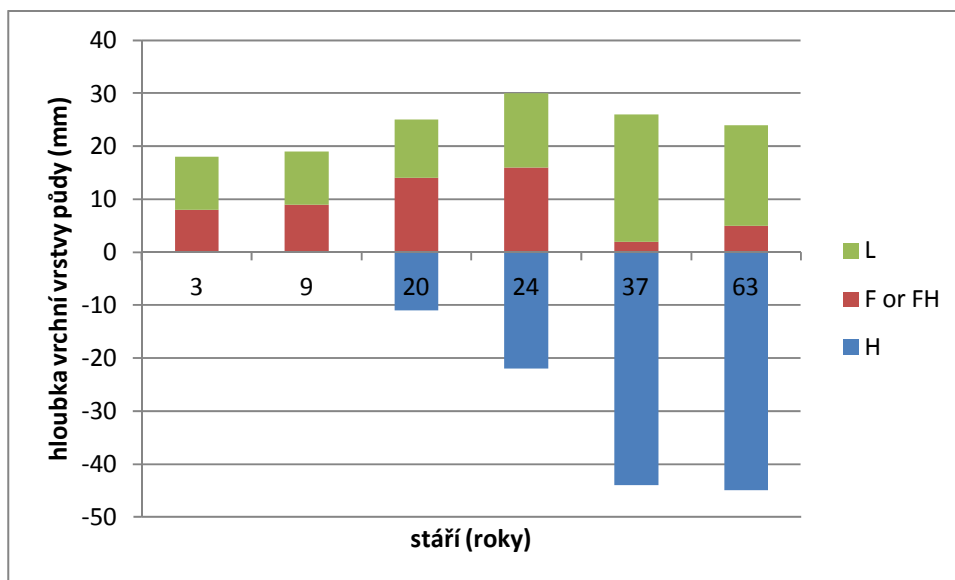
Dalším důležitým půdotvorným procesem je akumulace půdní organické hmoty. Rostliny jsou výrazným producentem organické hmoty, jelikož vytvoří víc energie, než potřebují na životní pochody. Zbylou energii ukládají ve formě zásobních látek jak do svých nadzemních tak i do podzemních částí. Tím přispívají k obohacování půdy o organické látky jak odpadem asimilačních orgánů, tak i kořenovou soustavou. Aktivní bilance rostlin ovlivňuje průběh půdotvorného substrátu – čím větší rozdíl mezi příjmem a výdejem energie, tím více energie se do půdy dostane v podobě organické hmoty. Reducenti, jako jsou například bakterie a houby,

které rozkladem zásobních látek získávají energii, rozkládají tuto organickou hmotu natolik, že se jejich činnost dá nazvat humusotvornou. Jak již bylo napsáno výše, dále dochází k mineralizaci a dalšímu využití vzniklých látek vyššími rostlinami (Štýs, 1981). Akumulace půdní organické hmoty je tedy závislá na přísunu organické hmoty do půdy a na rychlosti jejího rozkladu (Frouz, 2011a).

Rychlost vzniků půd je tudíž ovlivněna kvalitou substrátu na výsypkách, množstvím mrtvé organické hmoty, která se hromadí na povrchu a aktivitou půdních organismů (Frouz et al., 2007). Dá se říci, že pokud proběhne úspěšně obnova půdy, obnoví se i funkční ekosystémy (Frouz, 2011a). Obecně mají narušené půdy schopnost vázat oxid uhličitý vyprodukovaný rostlinami a ukládat ho. Tento proces se nazývá sekvestrace a je to jedna z alternativních možností, jak snížit akumulaci oxidu uhličitého v atmosféře (Jacinthe et al., 2003).



Obr. 2. Hloubka jednotlivých půdních horizontů na rekultivovaných plochách různého stáří v Cottbusu v Německu, které se vyznačují kyselými písčitými půdami a jsou zalesněny borovicí. L značí opad, F or FH značí fermentační vrstvu (Frouz et al., 2001).



Obr. 3. Hloubka jednotlivých půdních horizontů na rekultivovaných plochách různého stáří v Sokolově, které se vyznačují alkalickými jílovitými půdami a jsou zalesněny olšemi. L značí opad, F or FH značí fermentační vrstvu a H značí humusovou vrstvu (Frouz et al., 2001)

## 5. Aplikace vrchních vrstev půdy jako rekultivační opatření

### 5.1. Použití a význam

V České republice platí několik zákonů, které se týkají rekultivačních opatření. Jde především o zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, který nařizuje půdu zdevastovanou těžbou nerostných surovin, ale i některými dalšími antropogenními zásahy po ukončení činnosti zrekultivovat. Důležité opatření se týká skrývky vrchních kulturních vrstev půdy a zemin, které jsou schopné zúrodnění (Vráblíkova & Vráblík, 2008).

Další zákon týkající se rekultivací je zákon č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon). Ten ukládá těžebním organizacím povinnost vytvářet finanční rezervu pro činnosti prováděné po ukončení těžby (Řehounek et al., 2010).

Navážení ornice jako rekultivačního opatření se využívá především k obnově zemědělských půd a u substrátů, které jsou z různých důvodů špatné zúrodnitelné. Jak je již napsáno výše, příčin je mnoho. Většinou se jedná o fytotoxické substráty, kde by obnova ekosystémů mohla trvat i stovky let, substráty s extrémním pH, extrémní salinitou či vysokým obsahem těžkých kovů. Právě toto opatření bývá u těchto případů jediné možné řešení, jak

plochy s nevhodným substrátem zúrodnit. Tato operace je však velmi ekonomicky náročná, na druhou stranu vede v zásadě k velmi rychlému vzniku půd, které se svými fyzikálně-chemickými vlastnostmi i uspořádáním půdních horizontů moc neliší od vyvinutých půd (Frouz, 2011b)

Mocnost navážené ornice se určuje podle její kvality a kvality výsypkové zeminy. Pohybuje se v rozmezí od 30 do 40 cm. Předpokladem pro tento způsob rekultivace je kvalitně urovnaná pláň. Bylo zjištěno, že není vhodné navážet ornici na výsypku ihned, ale je dobré počkat, až se výsypka sesedne (Dimitrovský, 1976).

Rohošková et al. (2006) ve své práci porovnávali půdy na výsypkách, kde na některé byla navezena ornice či spraš a některé byly ponechány bez navážky. Půdy s navezenou ornici měly mnohem lépe vyvinutý humusový horizont A, který zasahoval až k 45 cm, kdežto u půd ponechaných bez navážky zasahoval jen k 1 cm. Také bylo u nich naměřeno v humusovém horizontu lehce kyselé pH, zatímco u půd s navezenou ornici bylo pH neutrální. V půdotvorném horizontu C bylo u obou půd ovšem zaznamenáno kyselé pH pod hodnotou 5. Co se týče obsahu organického uhlíku půdě, znatelně větší množství bylo naměřeno v horizontu A u půd bez navážky, kdežto v horizontu C bylo naměřeno větší množství organického uhlíku u půd s navezenou ornici.

## **5.2. Vliv skrývky skladování na půdní organický uhlík a mikrobiální aktivitu**

Reakce a obnovy půdních mikrobiálních populací a procesů včetně koloběhu uhlíku po narušení způsobené povrchovou těžbou a následnou rekultivací nejsou zatím dobře známy (Anderson et al., 2008).

Při dlouhodobém skladování orničních horizontů v deponiích dochází v hlubších vrstvách k vytvoření anaerobních podmínek. V těchto podmínkách dochází k velkému potlačení mikrobiálních aktivit a k omezení zásob semen. Kromě toho po rozrušení deponie dochází k rychlé oxidaci hmoty z hlubších vrstev, které byly vystaveny anaerobióze (Frouz, 2011b). Dochází i k uhynutí půdní makrofauny, která svou činností pomáhá půdu provzdušňovat a udržovat její strukturu (Boyen & Wratten, 2010, Boyen et al., 2010). Anaerobní podmínky a stlačení mají také za následek rozpad půdních agregátů. Při následném rozrušení hromad a přechodu na aerobní podmínky dochází k prudkému nárůstu mikrobiální respirace, která má za následek ztráty organické hmoty (Wick et al., 2009).

Půdní organický uhlík se po navezení ornice na cílové místo ztrácí z půdy mnoha způsoby. Zpočátku se ztrácí uhlík z vytěžené půdy stejně jako u půd obdělávaných orbou. To znamená, že v důsledku přeměny půdních agregátů se uhlík dostává do organické hmoty, která se rozkládá a následně se ztrácí respirací. Ke značným ztrátám organického uhlíku přispívá také eroze půdy při odstraňování, ukládání a znovurozvážení ornice. Pokles organického uhlíku v půdě se také projeví při promíchání ornice s půdou z větších hloubek (Anderson et al., 2008).

Obecně se pokládá z hlediska půdní organické hmoty a půdní mikroflóry za výhodnější navážet čerstvě skrytou půdu, která není skladována v deponiích, nicméně literární údaje které by toto tvrzení podporovaly na dlouhodobých datech, jsou vzácné (Anderson et al., 2008).

### **5.3. Porovnání navážky ornice s jinými rekultivačními technologiemi**

Navážení ornice nebo jiných zúrodnitelných půd má oproti nenavážení mnoho výhod i nevýhod. Navezení ornice zlepšuje zásobení živinami a úrodnost, ale na druhou stranu potlačuje diverzitu, protože zvýhodňuje traviny a stromy nemají tak velkou šanci se uchytit. Rozvážení ornice po výsypkách také zvyšuje riziko utužení půdy. Tento způsob rekultivace umožňuje obnovu jinak neobnovitelných zejména fyto toxických ploch a je velmi vhodný při obnově zemědělských ploch. Jenže tato operace je velmi ekonomicky náročná a při obnově lesních porostů se dá použít jen na extrémní stanoviště. Co se týče fyzikálních vlastností, zlepšení se projevuje pouze na začátku a s postupem času se rozdíl stírá (Frouz, 2011b). Dá se tedy říci, že navezením ornice se obecnělepší počáteční rozvoj půdy (Borůvka et al., 2012).

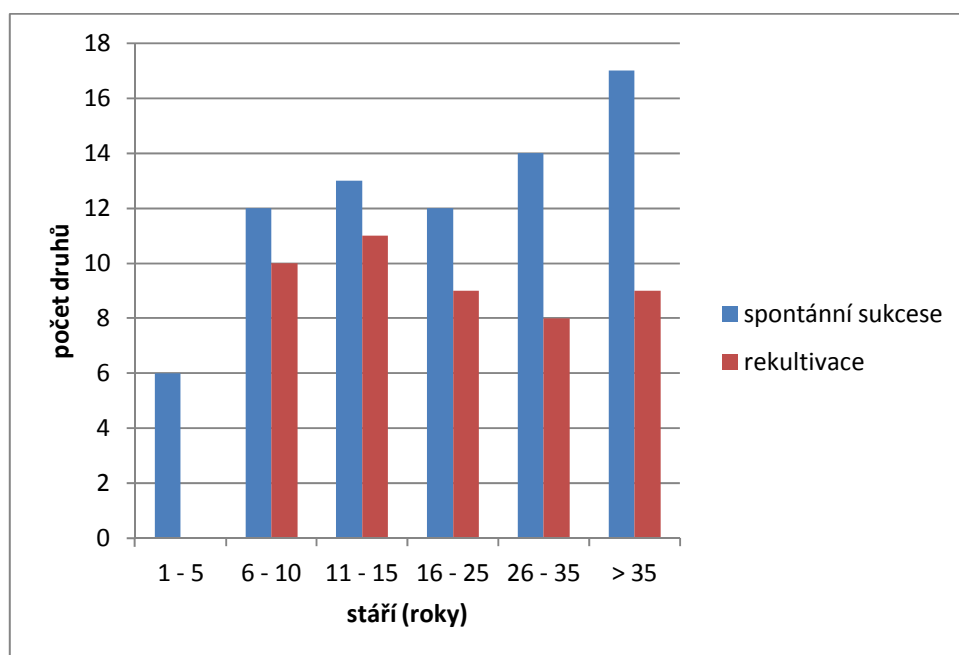
Problém nastává při skladování ornice v deponiích před použitím při rekultivaci, kdy se během let ve spodních částech deponie vytvoří anaerobní podmínky a dojde tam k hromadění půdní organické hmoty, která se po rozrušení vlivem zvýšené mikrobiální činnosti začne z půdy ztrácet (Frouz, 2011a).

Při rekultivacích se uplatňuje další otázka, zda povrch výsypky zarovnat či ho nechat neurovnaný. U zarovnaného povrchu jsou jedinými výhodami dobrá technologická dostupnost a následné technologické využití a zvýšení homogenity prostředí a tím pádem i lepšího využití prostoru. Negativních vlivů na půdu je zde však více. Opět je tady vysoké riziko utužení půdy a špatného rozvoje kořenového systému. Vzhledem ke snížené heterogenitě povrchu se snižuje i druhová diverzita a může vést i ke zvýšené erozi půdy. Zarovnání povrchu je také ekonomicky



náročné, avšak vytvoření vhodně členitého prostoru je velmi obtížné na organizaci při sypání (Frouz, 2011b).

Spontánní sukcese je nejjednodušší a nejlevnější způsob obnovy (Řehounek et al., 2010). Zahrnuje přirozené biotopy, lokální populace a větší diverzitu ve srovnání s rekultivační výsadbou, která často vnáší do krajiny nepůvodní druhy a genotypy (Frouz, 2011b). Místa, na kterých spontánní sukcese proběhla, obvykle vykazují vyšší přírodní hodnotu (Prach & Pyšek, 2001) a obvykle se na nich nachází více druhů než na rekultivovaných plochách (Řehounek et al., 2010). Sice spontánní sukcese probíhá ze začátku pomaleji, časem se však rozdíly ztrácí. Je také méně předvídatelná a má menší produkci. Také velmi závisí na kvalitě substrátu a kolonizačních možnostech. Předchází ji náročný průzkum, projekční příprava a monitoring (Frouz, 2011b).



Obr. 4. Porovnání počtů druhů cévnatých rostlin na rekultivovaných a nerektivovaných plochách o velikosti 25m<sup>2</sup> na mosteckých výsypkách (Hodačová a Prach, 2003 in Řehounek et al., 2010).

Burke (2008) zjistil, že v místech, kde šla těžba do velké hloubky, pomohla růstu rostlin pouze navezená ornice, kdežto rozorání zhutnělé půdy nebo dokonce i setí nemělo žádný pozitivní účinek. V místech s mělkým výkopem, se rostliny uchytily i bez použití ornice.

## **6. Vlastní projekt „Vliv hloubky deponie ornice na mikrobiální respiraci a biomasu“**

### **6.1. Otázky a cíle**

Hlavní otázka, kterou jsme se zabývali při tomto pokusu, byla, jak výška deponie ornice ovlivňuje mikrobiální parametry půd při jejím dlouhodobém skladování. Zaměřili jsme se především na to, jak hloubka uložení ornice působí na mikrobiální respiraci a mikrobiální biomasu po rozrušení deponie ornice.

Dále jsme chtěli zjistit, jak bude půda reagovat na další faktory, které by mohly zvýšit mineralizaci organické hmoty v půdě. Jako jsou například sušení, vlhčení, zmrazování a rozmrazování.

### **6.2. Metodika**

K pokusu byla použita půda z deponie ornice u lomu Družba na Sokolovsku, která je stará přibližně 10 let. Deponie ornice byla v roce 2010 odtěžována a použita při rekultivaci. Vzorky byly odebrány z obnažené stěny deponie, která byla takto odkrytá asi měsíc, z hloubek 5 cm, 30 cm, 1m, 2 m a 4 m.

Ve vzorcích ze všech těchto vrstev jsem měřila mikrobiální respiraci po jednom a dvou týdnech acidobazickou titrační metodou. Zjišťovala jsem, kolik oxidu uhličitého se uvolnilo z půdy, na principu reakce oxidu uhličitého s hydroxidem sodným. Hydroxid sodný byl použit v nadbytku a následnou titrací kyselinou chlorovodíkovou jsem zjistila, jaké množství hydroxidu sodného se reakce nezúčastnilo.

Z každého vzorku jsem odebrala 4x 10g a ty jsem uložila do 100 ml lahviček. Poté jsem do lahviček přidala v malých kalíškách 0,5 M NaOH a lahvičky vzduchotěsně uzavřela. NaOH jsem umístila i do dvou kontrolních lahviček bez půdního vzorku. Po týdnu jsem titrací zjistila výslednou respiraci. Celý tento pokus jsem opakovala dvakrát s tím, že půdu jsem neměnila.

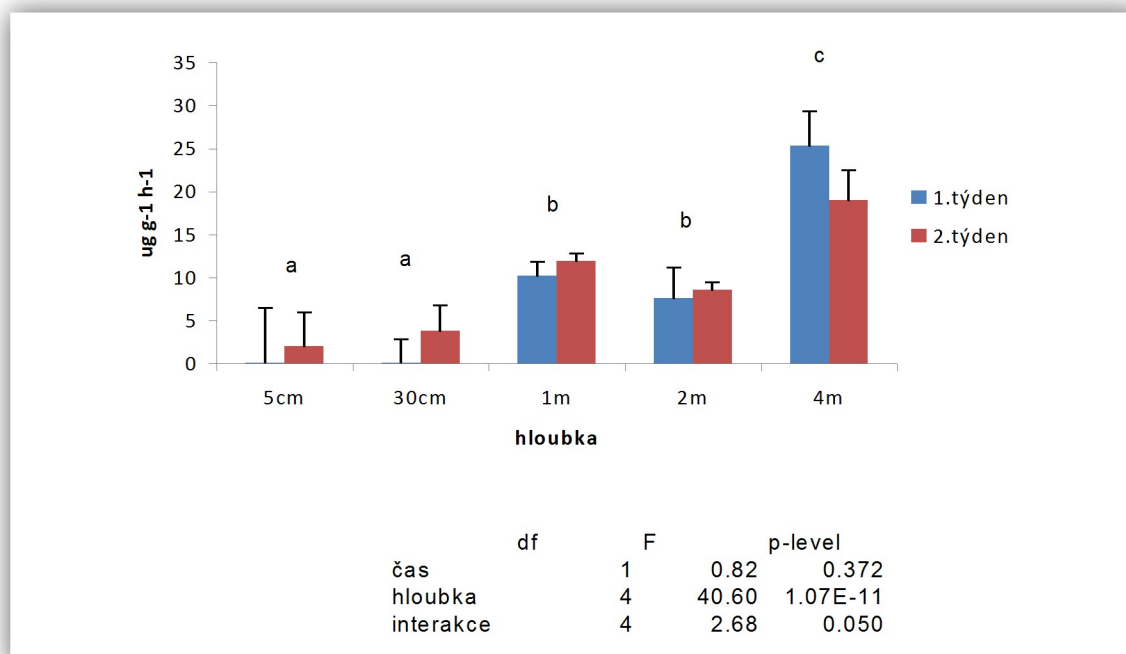
V druhé části pokusu jsem v těchto vzorcích měřila mikrobiální biomasu fumigačně respirační metodou. Otevřené lahvičky s půdou jsem umístila do exikátoru a fumigovala jsem je parami chloroformu. Poté jsem použila stejný postup jako u první části pokusu.

V třetí části mého pokusu jsem u vzorků z nejvyšší a nejhlubší vrstvy sledovala reakci půdy na procesy sušení a vlhčení, mražení a roztávání, mražení, sušení a roztávání. Přičemž při mražení byla půda zmrazena na teplotu  $-18^{\circ}\text{C}$  a sušila se při teplotě  $30^{\circ}\text{C}$ . Respiraci jsem se u tohoto pokusu měřila po týdnu opět stejnou metodou.

### 6.3. Výsledky a diskuze

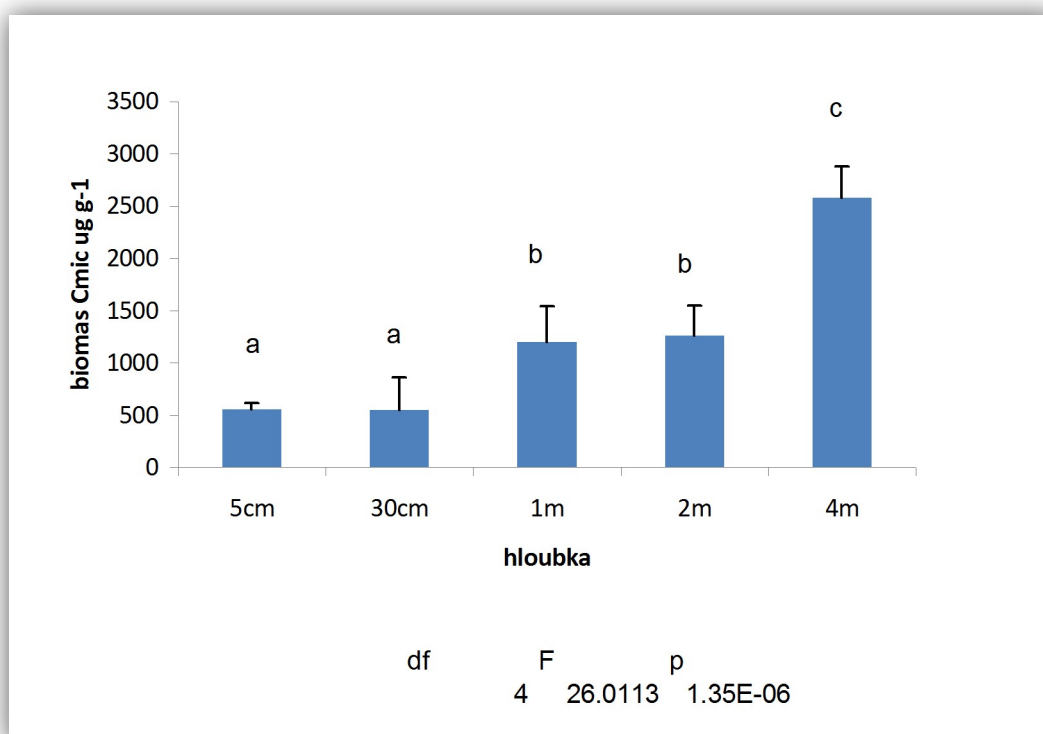
Nejvyšší respirace byla naměřena u vzorku z nejhlubší vrstvy v prvním týdnu měření, po dvou týdnech respirace celkově významně klesla. Tomuto měření odpovídají výsledky z měření mikrobiální biomasy, kdy nejvíce biomasy bylo zjištěno ve vzorku z hloubky 4 metrů.

Při pokusech s působením různých procesů na půdu byla nejvyšší respirace naměřena opět u vzorků z větší hloubky v prvním týdnu. V druhém týdnu respirace u všech vzorků opět významně klesla. Na mikrobiální respiraci však jednotlivé zásahy sušení, mražení či jejich kombinace neměly žádný vliv.



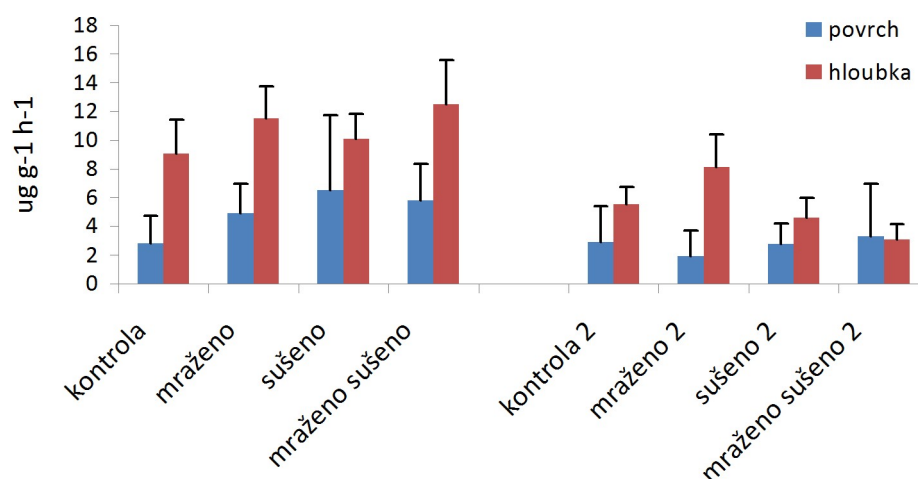
Obr. 5. Mikrobiální respirace půdy odebrané z různých hloubek deponie ornice během dvou týdnů kultivace. Spodní tabulka shrnuje výsledky dvoucestné ANOVY sledující vliv jednotlivých intervalů (první vs. druhý týden) a hloubky odběru (od 5 cm do 4m) na mikrobiální respiraci, statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny (LSD post hoc test  $p < 0.05$ )

Dosažené výsledky ukazují, že v důsledku perkolace vody v deponiích ornice pravděpodobně dochází k posunu dostupného uhlíku do spodních vrstev deponie. Díky anaerobním podmínkám se zde tento uhlík hromadí (Brady & Weil, 2008). Po rozrušení deponie dochází k aeraci těchto vrstev a tím pádem dochází i k rychlému využívání tohoto uhlíku mikroorganismy, což se projevuje vysokou mikrobiální respirací a biomasou (Wick et al., 2009, Frouz, 2011).



Obr. 6. Mikrobiální biomasa stanovená fumigačně respirační metodou. Spodní tabulka shrnuje výsledky jednocestné ANOVY, statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny (LSD post hoc test  $p < 0.05$ )

Tento proces je poměrně krátkodobý a vázaný jen na dobu těsně po disturbanci. Bude potřebný další výzkum ke zhodnocení celkového významu tohoto procesu pro bilanci uhlíku v navážkových půdách.



	df	F	p-level
interval	1	29.7	1.73E-06
hloubka	1	34.8	3.62E-07
ošetření	3	0.8	0.475638
interval hloubka	1	4.9	0.031953
interval ošetření	3	1.6	0.190554
hloubka ošetření	3	1.4	0.269257
vše	3	1.0	0.403434

Obr. 7. Vliv mražení a sušení na mikrobiální respiraci v půdě odebrané z povrchu (0-5cm) a z hlubších vrstev (4m) deponie ornice během dvou po sobě jdoucích týdnů. Spodní tabulka shrnuje výsledky třicetné ANOVY sledující vliv jednotlivých intervalů (první vs. druhý týden) hloubky (povrch vs. 4m) a jednotlivých druhů ošetření.

## 7. Závěry

- Navážení ornice na výsyvky vede k rychlému zlepšení půdních vlastností.
- Jedná se však o nákladnou operaci a její příznivý význam je patrný zejména v prvních letech po navezení. Staré výsypkové půdy mohou dostatečně zlepšit své podmínky in situ.
- Navážení ornice podporuje utužení půd.
- Během skladování ornice na deponiích dochází ve spodní vrstvě k akumulaci dostupného uhlíku.
- Po rozrušení hromady je tento uhlík intenzivně využíván mikroorganismy. To následně vede k nárůstu půdní respirace a mikrobiální biomasy.

## 8. Literatura

**Anderson J. D., Ingram L. J., Stahl P. D., 2008:** Influence of reclamation management practices on microbial biomass carbon and soil organic carbon accumulation in semiarid mined lands of Wyoming, *Applied soil ecology* 40: 387-397.

**Borůvka L., Kozák J., Mühlhanselová M., Donátová H., Nikodem A., Němeček K., Drábek O., 2012:** Effect of covering with natural topsoil as a reclamation measure on brown-coal mining dumpsites, *Journal of Geochemical Exploration* 113: 118–123.

**Boyer S., Wratten S.D., 2010:** The potential of earthworms to restore ecosystem services after opencast mining – A review, *Basic and Applied Ecology* 11: 196-203.

**Boyer S., Wratten S., Pizey M., Weber P., 2010:** Impact of soil stockpiling and mining rehabilitation on earthworm communities, *Pedobiologia* 54: 99-102.

**Brady N. C., Weil R. R., 2008:** *The Nature and Properties of Soils*, Pearson Education, Inc., Upper Sadle River, New Jersey, 975pp

**Bradshaw A., 1997:** Restoration of mined lands—using natural processes, *Ecological Engineering* 8: 255–269.

**Burke A., 2008:** The effect of topsoil treatment on the recovery of rocky plain and outcrop plant communities in Namibia, *Journal of Arid Environments* 72: 1531–1536.

**Dimitrovský K., 1976:** Forestry reclamation of anthropogenous soils in the area of Sokolov lignite distric, *Výzkumný ústav meliorací, Praha*, 220pp

**Frouz J., 1999:** *Návrat přírody do krajiny poznamenané těžbou*, Sokolovská uhelná a.s., Sokolov, 16pp

**Frouz J., 2011a:** Rozvoj půd jako základní předpoklad obnovy ekosystémových služeb na těžce disturbovaných plochách, *Acta Environmentalica Universitas Comeniane (Bratislava)*, Supplement 19: 66-70.

**Frouz J., 2011b:** Rekultivace levněji a lépe. *Ekologie a společnost* 6(11): 11-15.

**Frouz J., Keplin B., Pižl V., Tajovský K., Starý J., Lukešová A., Nováková A., Balík V., Háněl L., Materna J., Düker Ch., Chalupský J., Rusek J., Heinkele T., 2001:** Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences, *Ecological Engineering* 17: 275–284.

**Frouz J., Křišťůfek V., Bastl J., Kalčík J. a Vaňková H., 2005:** Determination of toxicity of spoil substrates after brown coal minig using a laboratory reproduction test *enchytraeus crypticus* (oligochaeta), *Water, Air, and Soil Pollution* 162: 37–47.



**Frouz J., Nováková A., 2005:** Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development, *Geoderma* 129: 54– 64.

**Frouz J., Popperl J., Příkryl I., Štrudl J., 2007:** Tvorba nové krajiny na Sokolovsku, Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, 26pp

**Helingerová M., Frouz J., Šantrůčková H., 2010:** Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic), *Ecological Engineering* 36: 768–776.

**Klimecký O., Mutinský J., Vajnar V., Synek E., 1997:** Hnědé uhlí v České republice, PULFORD spol. s.r.o., Praha, 28pp

**Novák P., Vopravil J., Lagová J., 2010:** Assessment of the Soil Quality as a Complex of Productive and Environmental Soil Function Potentials, *Soil & Water Res.* 5: 113–119.

**Plichta W., Gurtowski M., 1989:** A general analytical model of the process of humus mineralization and accumulation in soil, *Ecological Modelling* 44, Issues 3–4: 209–217.

**Prach K., Pyšek P., 2001:** Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe, *Ecological Engineering* 17: 55–62.

**Rohošková M., Penížek V., Borůvka L., 2006:** Study of Anthropogenic Soils on a Reclaimed Dumpsite and their Variability by Geostatistical Methods, *Soil & Water Res.*, 1, 2006 (2): 72–78.

**Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (eds.), 2010:** Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi, Calla, České Budějovice, 172pp

**Sáňka M. a Materna J., 2004:** Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR, *Planeta* 11/2004: 1-84.

**Song G., Hayes M. H. B., Novotny E. H. a Simpson A. J., 2011:** Isolation and fractionation of soil humin using alkaline urea and dimethylsulphoxide plus sulphuric acid, *Naturwissenschaften* 98: 7–13.

**Starý J., Sitenický I., Hodková T., 2011:** Surovinové zdroje České republiky, nerostné suroviny 2011, Česká geologická služba – Geofond, 242pp

**Šourková M., Frouz J., Fettweis U., Bens O., Hüttl R. F., Šantrůčková H., 2005:** Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany), *Geoderma* 129: 73–80.

**Štýs S. a kol., 1981:** Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin, STNL - Nakladatelství technické literatury, Praha, 678pp

**Štýs S., 1990:** Rekultivace území devastovaných těžbou nerostů, STNL – Nakladatelství technické literatury, Praha, 186pp

**Tang J., Mo Y., Zhang J., Zhang R., 2011:** Influence of biological aggregating agents associated with microbial population on soil aggregate stability, *Applied Soil Ecology* 47, Issue 3: 153-159.

**Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kocarek P., Skuhrovec J., Malenovsky I., Vodka I., Spitzer L., Banarh P., Konvicka M., 2012:** Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps, *Ecological Engineering* 43: 13-18.

**Vaněk V., Kolář L., Pavlíková D., 2006:** Úloha organické hmoty v půdě, *Racionální použití hnojiv* - sborník z konference, ISBN 978-80-213-2006-2.

**Vráblíková J., Vráblík P., 2008:** Aplikovaná pedologie, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem, 147pp

**Vráblíková J., Slavík L., 1994:** Základy pedologie a ochrany půdního fondu, Nadace Univerzitního střediska životního prostředí při FŽP UJEP Ústí n.L., Ústí nad Labem, 155pp

**Wick A. F., Stahl P. D., Ingram L. J., Vicklund L. 2009:** Soil aggregation and organic carbon in short-term stockpiles, *Soil Use and Management* 25: 311-319.

#### Internetové zdroje:

**Akala V. A., Lal R., 2001:** Soil Organic Carbon Sequestration in Reclaimed Minesoils, National energy technology laboratory, dostupné online:  
[http://www.netl.doe.gov/publications/proceedings/01/carbon\\_seq/5c4.pdf](http://www.netl.doe.gov/publications/proceedings/01/carbon_seq/5c4.pdf), cit. 15. 8. 2012

**Jacinthe P. A., Lal R., Ebinger M., 2003:** Land-use options for carbon sequestration in reclaimed mined lands, National energy technology laboratory, dostupné online:  
<http://www.netl.doe.gov/publications/proceedings/03/carbon-seq/PDFs/105.pdf>, cit. 16. 8. 2012

**Shukla M. K., Lal R., Ebinger M. H., 2003:** Soil Physical Quality of Reclaimed Mine Soil Using FGD Products, National energy technology laboratory, dostupné online:  
<http://www.netl.doe.gov/publications/proceedings/03/carbon-seq/PDFs/190.pdf>, cit. 15. 8. 2012